干旱区地理
ARID LAND GEOGRAPHY

塔里木河下游生态输水对天然植被NPP的影响

张静静[1,2,3]，郝海超[1,2,3]，郝兴明[1,2]，范 雪[1,2,4]，李远航[1,2,4]

（1. 中国科学院新疆生态与地理研究所，荒漠与绿洲生态国家重点实验室，新疆 乌鲁木齐 830011；
2. 新疆阿克苏绿洲农田生态系统国家野外科学观测研究站，新疆 阿克苏 843017；
3. 中国科学院大学，北京 100049；4. 新疆师范大学生命科学学院，新疆 乌鲁木齐 830054）

摘 要： 植被净初级生产力（Net primary production，NPP）是陆地生态系统碳循环及能量流动的关键参数，表征生态系统质量状况。基于2001—2019年MOD13A1、MCD12Q1、TERRACLIMATE等数据，利用CASA模型，估算了近20 a来塔里木河下游生态输水条件下天然植被NPP的时空变化趋势；通过Slope趋势分析和Person相关分析法，从时空分布、不同植被类型和不同累积输水量方面分析了生态输水工程对塔里木河下游天然植被生长状况的影响。结果表明：（1）在近20 a间，塔里木河下游天然植被NPP整体呈上升趋势，其中极显著增加和显著增加的面积分别占总面积的31.93%（$P<0.01$）和11.49%（$P<0.05$），平均增速为0.40 g C·m^{-2}·a^{-1}。（2）在横向上，塔里木河下游天然植被NPP随着与河道距离的增加而下降；纵向上，沿河道自上而下，天然植被NPP依次表现为：上段（28.21 g C·m^{-2}）>中段（18.70 g C·m^{-2}）>下段（13.55 g C·m^{-2}）。（3）对不同植被类型NPP而言，柽柳群落（57.37 g C·m^{-2}）>胡杨群落（29.29 g C·m^{-2}）>草本群落（23.23 g C·m^{-2}），且柽柳群落在生态输水过程中NPP增幅也最大，增幅达350.20%。（4）地下水埋深和天然植被NPP均与累积3 a的生态输水量相关性显著，相关系数分别为：-0.70（$P<0.01$）、0.62（$P<0.01$），年内总输水量与下一年地下水埋深相关性明显高于与当年地下水埋深的相关性；此外，随地下水埋深持续稳定回升，2010—2019年天然植被NPP与地下水埋深相关性也明显增强（R^2=0.62）。

关 键 词： 内陆河流域；地下水埋深；CASA模型；荒漠河岸林
文章编号：

植被净初级生产力（NPP）是绿色植物吸收的净二氧化碳的量，对生物和非生物环境具有较强的敏感性，在全球性变化及碳平衡中扮演重要角色[1]。IPCC报告指出全球气候变暖已超过工业化前水平[2]，有研究表明2000—2009年受大规模干旱的影响全球NPP呈减小趋势，因此气候变化已经开始对全球NPP产生不利影响[3]；然而实施生态工程对天然植被NPP的增加起到了积极作用，黑河流域持续5 a的调水工程与生态保护建设使所有土地覆盖类型的NPP均有所增加[4]；土地利用变化对NPP也具有较大影响，还林还草增加了中国北方城市的NPP[5]。也有研究表明在黄土高原草地NPP增加与生态保护政策的实施密不可分[6]。秦景秀等研究表明新疆植被恢复和退化主要受人类活动的影响[7]，且人类活动主要促进了塔里木盆地边缘以及准噶尔盆地西南地区天然植被NPP的增加[8]。因此，整体来看相关生态保护工作已取得了阶段性进展，实施生态工程使部分地区的生态环境得到了明显改善[9-10]。那么，塔里木河流域（荒漠化防治生态功能区）作为新疆3个国家级重点生态功能区之一，生态输水工程如何影响荒漠河岸植被固碳量是当前亟待解决的科学与现实问题。

塔里木河下游持续近20 a的生态输水工程，显著提升了退化生态系统的功能。然而，有关天然植

收稿日期： 2021-01-03； **修订日期：** 2021-02-27
基金项目： 中国科学院战略性先导科技专项（XDA20100303）；西部之光交叉团队项目（028410101）
作者简介： 张静静（1996-），女，硕士，主要从事干旱区资源与环境等方面的研究. E-mail: zhangjingjing19@mails.ucas.ac.cn
通讯作者： 郝兴明（1978-），男，研究员，主要从事干旱区资源与环境等方面的研究. E-mail: haoxm@ms.xjb.ac.cn

被NPP如何响应输水过程以及输水对生态系统功能改善的效果等方面仍缺少系统的评估研究。另外，干旱区植被NPP空间分布特征明显，空间格局独特，较多学者基于校正的CASA模型对NPP进行估计与分析[11-12]。鉴于此，本研究以塔里木河下游为研究区，围绕生态输水实施以来陆地植被NPP变化展开分析，回答塔里木河下游天然植被NPP对生态输水如何响应的问题，为今后更好实施生态输水工程提供指导和参考。

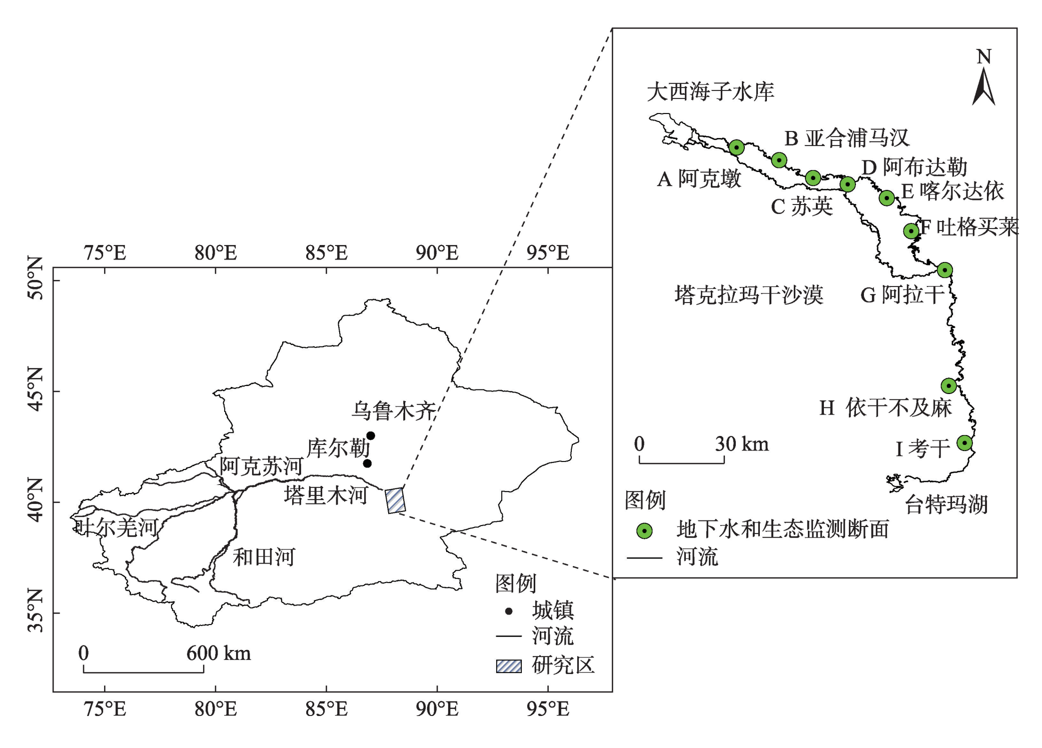
1 研究区、数据与方法

1.1 研究区概况

塔里木河下游自2000年以来启动了生态输水工程，截止2020年11月9日先后完成22次输水，为有效监测塔里木河下游地下水位动态，课题组在沿干流方向共设置9个地下水和生态监测断面：阿克墩、亚合甫马汉、英苏、阿布达勒、喀尔达依、吐格买莱、阿拉干、依干不及麻和考干(图1)。本文基于遥感数据估算了塔里木河下游生态输水以来逐年的NPP，并利用9个断面多年监测数据系统分析了生态输水过程，包括输水量、地下水埋深等对天然植被NPP的影响。

1.2 数据来源

本研究中天然植被NPP的计算借助于Gee(Google earth engine)平台，基于MOD13A1、MCD12Q1等数据产品，归一化植被指数(Normalized difference vegetation index，NDVI)数据产品已经过大气气体、薄云和气溶胶影响校正，时间分辨率为16 d，空间分辨率为500 m×500 m；不同植被的最适生长温度数据采用Landsat 5、7和8数据集，选取2001—2019年研究区内数据质量较好的，云层覆盖度小于5%的影像作为数据源计算得到各月NDVI，以NDVI最大值所对应的实际温度为植被最适生长温度，产品官网链接为(https://www.usgs.gov)，时间分辨率为16 d，空间分辨率为30 m。所需气象数据源于欧洲中期天气预报中心(European Centre for Medium-Range Weather Forecasts)生产的ERA5数据，空间分辨率为0.1°×0.1°，时间分辨率为月。2001—2019年塔里木河下游输水量数据来自塔里木河流域管理局；地下水埋深数据来自课题组监测数据和塔里木河流域管理局；1∶100000土地利用数据来自西部环境科学数据中心。



注：该图基于新疆维吾尔族自治区测绘地理信息局标准地图服务网站下载的审图号为新S(2019)044号的标准地图，底图无修改。图中字母A~I代表地下水和生态监测断面的分布。

图1 研究区概况

Fig. 1 Sketch map of the study area

1.3 研究方法

1.3.1 CASA模型 本研究采用目前广泛应用的CASA(Carnegie-Ames-Stanford approach)模型对2001—2019年塔里木河下游植被NPP进行估算[13-15]，主要取决于植被所吸收的光合有效辐射与光能转化率2个变量。其计算公式如下[16]：

$$NPP(y,t)=APAR(y,t)\times \varepsilon(y,t) \quad (1)$$

式中：y为像元；t为时段(月)；$APAR(y,t)$是吸收的光合有效辐射；$\varepsilon(y,t)$表示实际光能利用率。

光合有效辐射计算公式为：

$$APAR(y,t)=S(y,t)\times FPAR(y,t)\times 0.5 \quad (2)$$

式中：$S(y,t)$是太阳总辐射量；$FPAR(y,t)$是植被光合有效辐射的吸收比例；植被可以吸收的太阳有效辐射占太阳总辐射的比例为0.5。

光能利用率ε表征植物光合生产效率，计算公式如下：

$$\varepsilon(y,t)=g_1(y,t)\times g_2(y,t)\times W_\varepsilon(y,t)\times \varepsilon_{max} \quad (3)$$

式中：$g_1(y,t)$、$g_2(y,t)$和$W_\varepsilon(y,t)$是环境综合系数，前2个表示温度胁迫；W_ε是水分胁迫；ε_{max}是植被的最大光能利用率；各胁迫因子的计算通过参考已有研究成果[17-18]进行确定，各植被类型的最大光能利用率的取值如表1。

1.3.2 分析方法 采用线性回归的分析方法计算出2001—2019年塔里木河下游栅格像元植被NPP的变化趋势，反映NPP变化的空间分布差异。公式如下：

$$\theta_{slope}=\frac{m\times\sum_i^m i\times NPP_i-\left(\sum_i^m i\right)\left(\sum_i^m NPP_i\right)}{m\times\sum_i^m i^2-\left(\sum_i^m i\right)^2} \quad (4)$$

式中：θ_{slope}是趋势线的斜率，反映年际变化率；当$\theta_{slope}>0$，时段内NPP增加，反之则减小；NPP_i为第i年的NPP(i=1，2，…，19)。

2 结果与分析

2.1 NPP空间分布特征及变化趋势

2001—2019年塔里木河下游天然植被NPP多年平均值空间分异明显，总体呈沿河道两岸高、远离河道和湖泊周围低的特点(图2a)。距离河道0~1000 m、1000~2000 m、2000~10000 m范围天然植被NPP多年均值分别为27.48 g C·m^{-2}、18.27 g C·m^{-2}、16.52 g C·m^{-2}，塔里木河下游NPP随与河道距离的增加而逐渐减小；此外整体来看，塔里木河下游天然植被NPP偏低，介于0.72~183.88 g C·m^{-2}。纵向上，上段(大西海子水库—英苏)、中段(英苏—阿拉干)和下段(阿拉干—台特玛湖)NPP多年平均值分别为28.21 g C·m^{-2}、18.70 g C·m^{-2}、13.55 g C·m^{-2}，上段明显高于中、下两段。

19 a间，塔里木河下游天然植被NPP整体呈上升趋势，且具有明显的空间差异(图2a~b)。经统计可知，生态输水以来，塔里木河下游NPP极显著下降的面积为132 km^2，仅占研究区面积的2.07%，主要分布在上段靠近库鲁克沙漠区域和台特玛湖的下方；显著下降的面积为157 km^2，占研究区面积的2.47%，在上段、中段和下段均有少量分布；变化不显著的面积为3310.75 km^2，占研究区面积的52.03%，其中以不显著上升为主(36.12%)，主要分布在上段和中段远离河道的区域；显著上升的面积为731.25 km^2，占研究区面积的11.49%，主要分布在河道两岸；极显著上升的面积为2031.75 km^2，占研究区面积的31.93%，集中分布在河道两岸和台特玛湖以上的部分区域。

2.2 NPP年际变化特征

2001—2019年塔里木河下游天然植被NPP年

表1 不同植被类型NDVI、SR极值及最大光能利用效率

Tab. 1 NDVI, SR extremum and maximum light energy use efficiency of different vegetation types

植被类型	$NDVI_{max}$	$NDVI_{min}$	SR_{max}	SR_{min}	ε_{max}/g C·MJ^{-1}
落叶针叶林	0.738	0.023	6.63	1.05	0.485
常绿针叶林	0.647	0.023	4.67	1.05	0.389
常绿阔叶林	0.676	0.023	5.17	1.05	0.692
落叶阔叶林	0.747	0.023	6.91	1.05	0.985
灌丛	0.636	0.023	4.49	1.05	0.768
疏林	0.636	0.023	4.49	1.05	0.542
荒漠草地	0.634	0.023	4.46	1.05	0.542

注：NDVI为归一化植被指数，SR为比值植被指数。

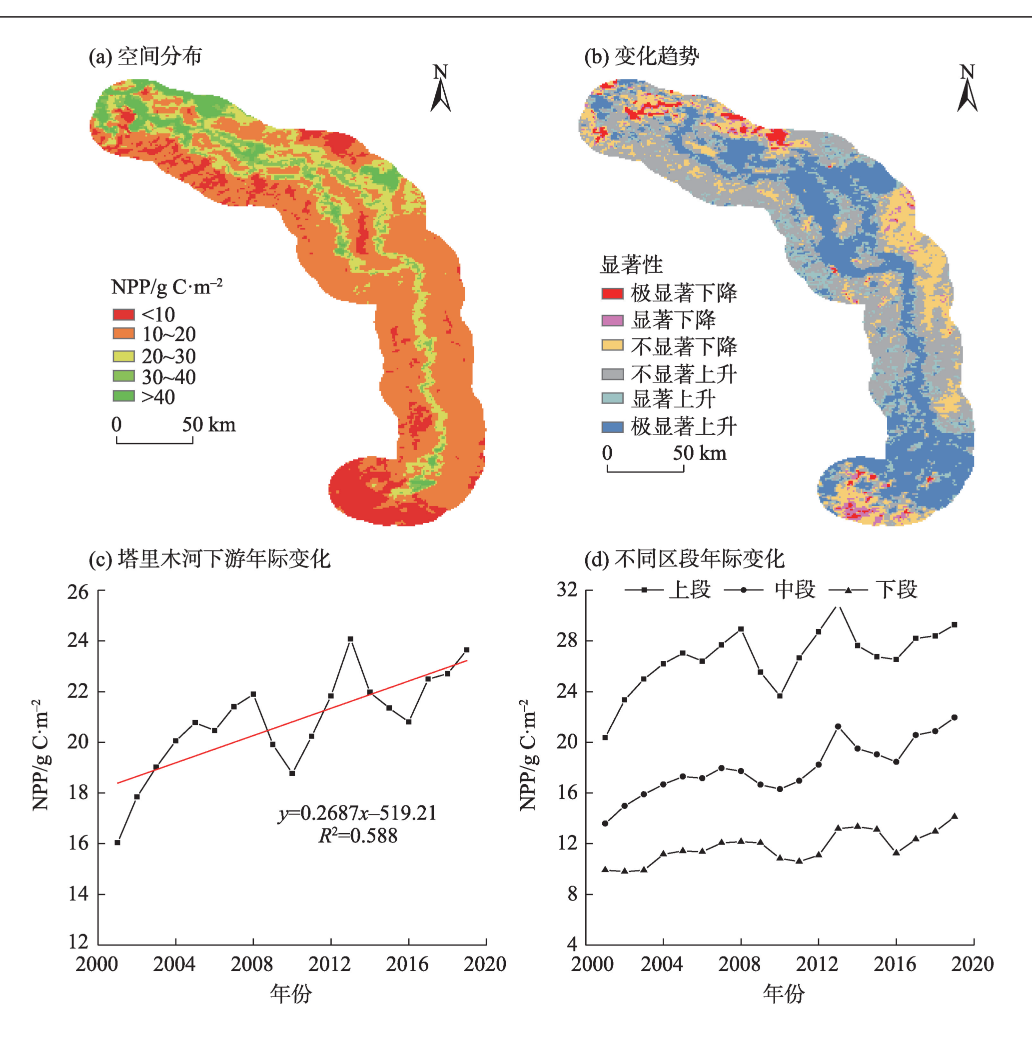


图2 净初级生产力(NPP)时空变化

Fig. 2 Spatiotemporal variation of net primary production (NPP)

平均值介于16.05~24.08 g C·m^{-2}，多年平均值为20.81 g C·m^{-2}，2019年较2001年增长47.35%；但近20 a来年际波动明显(图2c)，2001—2005年逐年上升，增幅为29.48%；2006—2010年波动下降，2008—2010年显著下降，降幅为14.30%；2010—2013年大幅增加，增幅达28.30%，且2013年达到19 a间最大值(24.08 g C·m^{-2})。2011年以后塔里木河下游天然植被NPP年平均值普遍大于20 g C·m^{-2}，因此，生态输水以后塔里木河下游植被生长状况得到了较大改善。

纵向上，2001—2019年塔里木河下游上段、中段、下段NPP的年际变化特征相似。如图2d所示，上段NPP年均值介于20.36~30.97 g C·m^{-2}，多年均值为26.70 g C·m^{-2}；中段次之，年平均值介于13.60~21.96 g C·m^{-2}，多年均值为17.96 g C·m^{-2}；下段年平均值介于9.81~15.00 g C·m^{-2}，多年均值仅为11.73 g C·m^{-2}；而2019年较2001年上段、中段、下段天然植被NPP增幅分别为43.75%、61.39%、42.44%，中段的增幅明显高于上、下两段。

2.3 不同植被类型NPP的变化

胡杨、柽柳和草本NPP生长季变化趋势相似(图3a)，3—4月均呈下降趋势，4月下降至生长季最低点，最低值分别为0.92 g C·m^{-2}、1.36 g C·m^{-2}、0.70 g C·m^{-2}；此后NPP均有所增加，柽柳4—10月持续增加，年内最大值为10.29 g C·m^{-2}；胡杨和草本4—9月增加，9—10月转为下降，年内最大值分别为4.33 g C·m^{-2}、3.51 g C·m^{-2}。此外，从图中可以发现4—9月为天然植被NPP的增长期，其中7—9月增速最快，在此时段胡杨、柽柳和草本NPP月平均增速分别为3.34 g C·m^{-2}、6.47 g C·m^{-2}、2.66 g C·m^{-2}。

然而，天然植被NPP与NDVI年生长季变化趋势并不一致，如图4。其中，NDVI年内较大值通常集中在7—8月，而NPP较大值通常出现在9—10月。经分析发现，5—9月塔里木河下游实际温度与胡杨、柽柳、草本最适生长温度接近(图3c)，其中

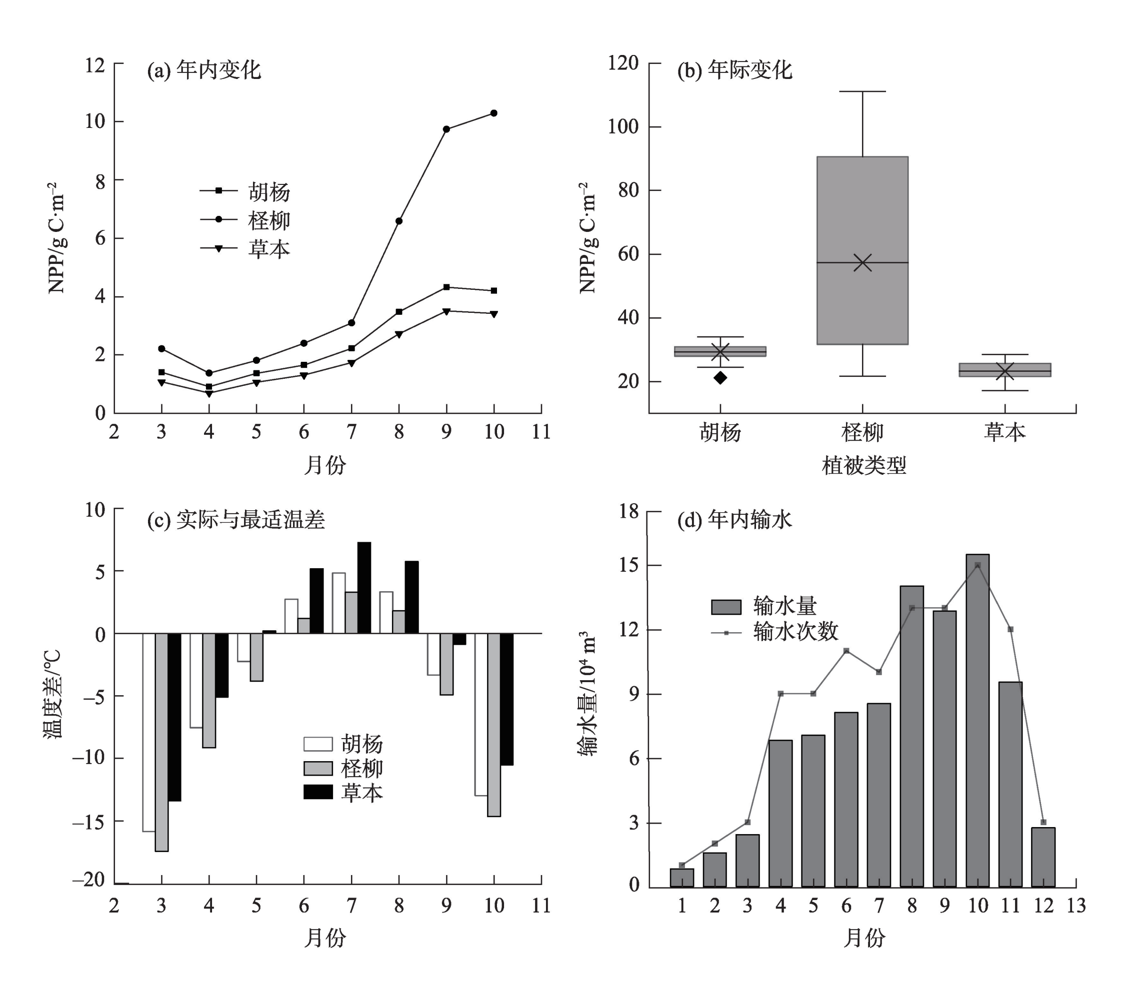


图3 各植被类型NPP、实际与最适温度差及年内输水变化

Fig. 3 Variation of NPP, difference between actual and optimal temperature, and annual water transport for each vegetation type

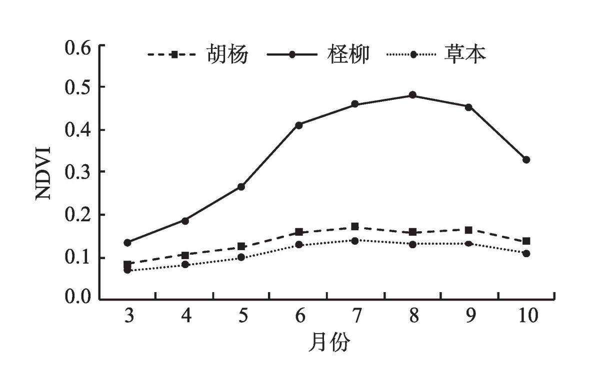


图4 各植被类型归一化植被指数(NDVI)生长季变化

Fig. 4 Variation of normalized difference vegetation index (NDVI) in growth season of each vegetation type

7—9月实际温度与植被最适生长温度的平均温差分别为3.83 ℃、3.35 ℃和4.63 ℃,导致NDVI在此时段快速增加;然而,图3d表明年内输水量和输水次数往往在6—10月显著增加,且有研究表明地下水埋深对输水具有80 d的滞后性[19],地下水位显著抬升应该在8—9月,进而导致胡杨、柽柳和草本NPP在8—9月显著增加,在9、10月达到最大。这表明与NDVI相比,NPP除了受温度的影响外,受水分条件的制约更显著。

2001—2019年胡杨、柽柳、草本NPP多年平均值按大小排序为柽柳(57.37 g C·m⁻²)>胡杨(29.30 g C·m⁻²)>草本(23.23 g C·m⁻²)。19 a间胡杨、柽柳、草本NPP均大幅增加,但年际变化具有差异(图3b),2019年较2001年NPP分别增长11.70 g C·m⁻²、75.97 g C·m⁻²、11.37 g C·m⁻²,增幅分别为55.34%、350.20%、66.46%;其中柽柳增幅最大,胡杨和草本较低。

2.4 地下水埋深和生态输水量对NPP的影响

生态输水过程可大致分为6个阶段(图5a):2001—2005年持续少量输水,输水总量为19.20×10⁴ m³,该时段地下水埋深缓慢回升;2006—2009年间歇和极少量输水,输水总量仅为0.25×10⁴ m³,地下水埋深逐年下降,2010年塔里木河下游平均地下水

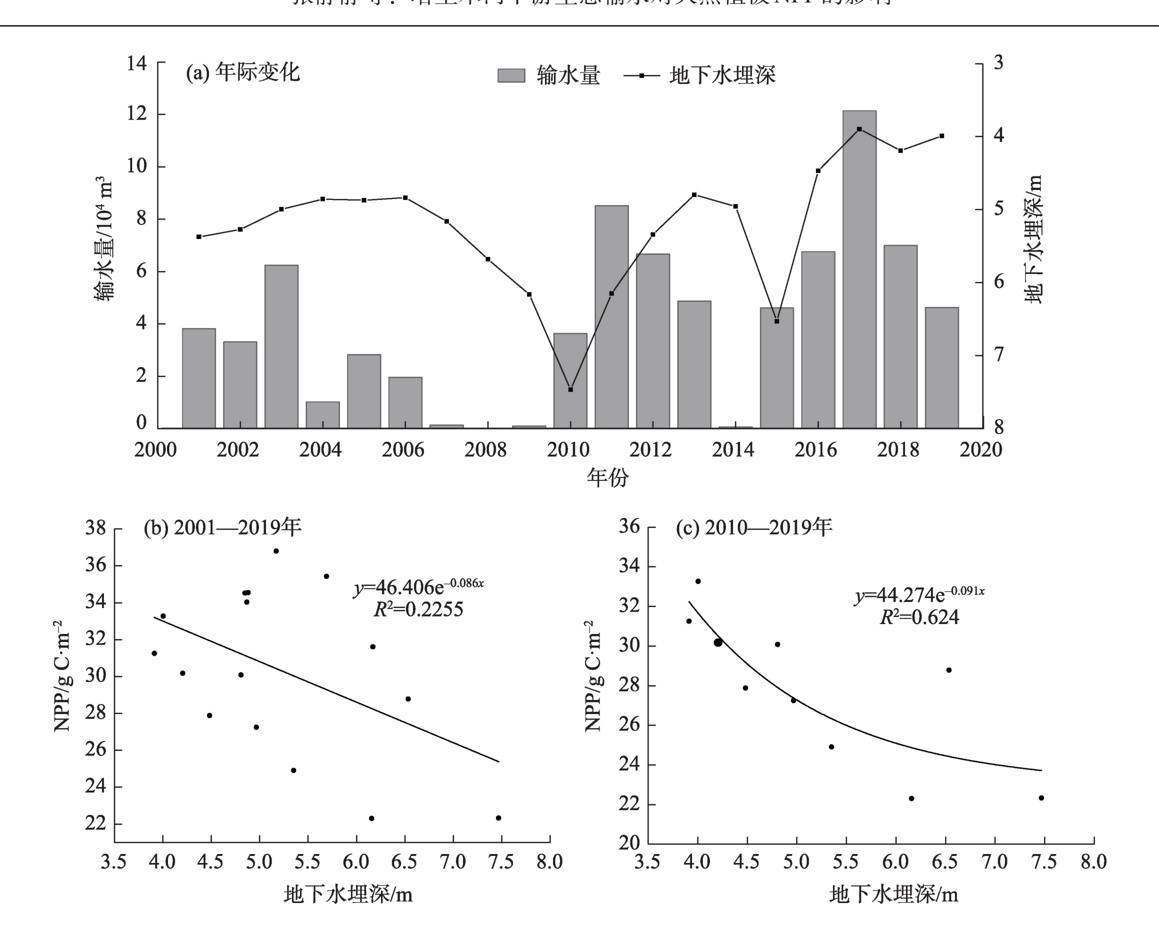


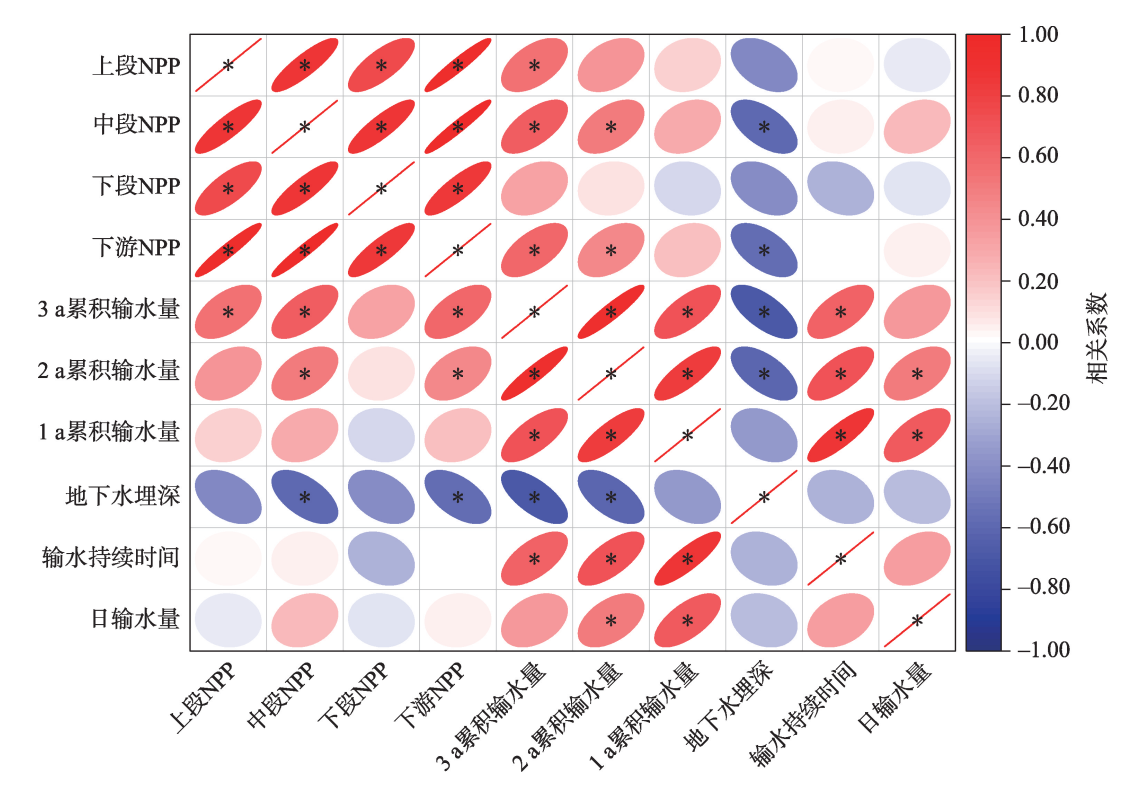
图5 输水量年际变化及不同时段NPP与地下水埋深相关性

Fig. 5 Interannual variation of water conveyance and the correlation between NPP and groundwater depth in different periods

埋深下降至7.47 m；2010—2013年持续且中量输水，输水总量为23.71×10⁴ m³，2013年地下水埋深迅速回升至4.81 m；2014年输水量大幅减少(共0.07×10⁴ m³)，导致2015年地下水埋深下降至6.53 m。2015—2019年持续且大量输水，输水总量达35.16×10⁴ m³，致使2016—2019年平均地下水埋深介于3.91~4.48 m。整体来看2019年较2001年塔里木河下游平均地下水位抬升1.38 m，但由于输水不持续平均地下埋深呈波动回升。

地下水埋深对年内总输水量表现出滞后性，最深地下水埋深出现在少量且间歇性输水后期，即2010年(7.47 m)和2015年(6.53 m)，而最浅地下水埋深出现在大量且稳定输水后期，如2006年(4.85 m)、2018年(4.20 m)。输水量与当年地下水埋深相关性较弱(rho=−0.29)，而下一年地下水埋深相关性明显增强(rho=−0.68)。地下水埋深与NPP的拟合曲线(图5b~c)表明，2001—2019年地下水位埋深与NPP相关性较弱(R^2=0.23)，其中，2010—2019年地下水埋深变幅减小，地下水埋深与NPP的相关性增强(R^2=0.62)。

输水量对NPP的影响表现为NPP对累积输水量的响应。分别提取2001—2019年塔里木河下游及上、中、下各段天然植被NPP，计算各段NPP年平均值和历年总输水量，进行NPP与累积输水量的相关分析。不同累积输水总量与NPP的相关性如图6，累积3 a的输水量与塔里木河下游NPP相关性极显著(rho=0.62，$P<0.01$)，与上段和中段NPP相关系数分别为0.54($P<0.05$)，0.65($P<0.01$)；而塔里木河下游及其各区段NPP与累积2 a的输水量相关性下降，1 a输水总量与NPP均未通过显著性检验。可见NPP对生态输水量的累积响应十分明显，其累积响应在累积3 a时最明显。塔里木河下游及其各段NPP与年均输水时间、日均输水量相关性较弱，均未通过显著性检验，可能受输水开始时间不固定的影响。然而地下水埋深对输水量也表现出相似的累积响应(其与3 a的累积输水量的rho=−0.69，$P<0.01$)，与2 a的累积输水量的相关系数为−0.61($P<0.05$)。



注：*表示$P<0.05$水平上显著。

图6 不同区段NPP、地下水埋深与累积输水量、输水持续时间、日输水量相关性分析

Fig. 6 Correlation analysis between NPP, groundwater depth and cumulative water transport, water transport duration and daily water transport in different sections

3 讨 论

基于遥感数据对塔里木河下游植被的监测表明，自生态输水后，2000—2017年植被明显恢复，植被覆盖度波动上升[20]；基于对生态输水后土地利用/覆盖的研究表明2015年较2000年净增植被面积382.85 km^2，植被生长状况明显改善[21-25]；植被恢复与地下水埋深有密切联系[19,23,26]，生态输水后塔里木河下游地下水位缓慢抬升；这与本文研究结果一致，说明NPP的计算与实际相符。有关研究表明地下水埋深对生态输水具有一定滞后性[27-28]；这与本研究结果较吻合，但不同的是本研究采用年内总输水量与下一年地下水位进行相关性分析，忽略了输水开始时间的影响，具体关系仍需进一步考证。

此外，通过降水量与NPP、地下水埋深的相关分析发现，降水与两者的相关性均较弱（图7），相关系数均小于0.01。且有研究表明虽然近些年来塔里木河下游气温、降水有所变化，但毕竟较小，而同时期人类活动造成的影响更大[29]。因此与生态输水相比，降水量对NPP和地下水埋深的影响较小。可见塔里木河下游2009、2010年NPP下降主要受输水量的影响。

4 结 论

（1）2001—2019年塔里木河下游天然植被NPP整体呈上升趋势，极显著上升、显著上升和不显著变化面积分别占31.93%（$P<0.01$）、11.49%（$P<0.05$）、52.03%；随离河道距离的增加天然植被NPP减小，距河道不同距离NPP大小排序为：0~1000 m>1000~2000 m>2000~10000 m。纵向上，2019年较2001年各区段NPP均明显增加，其中中段增幅最大为61.39%。

（2）塔里木河下游不同植被类型NPP具有差异，NPP多年平均值按大小排序为柽柳群落>胡杨群落>草本群落。2019年较2001年柽柳NPP增幅最大（4.00 g C·m^{-2}），其次胡杨（0.62 g C·m^{-2}）、草本最小（0.60 g C·m^{-2}）；但柽柳、胡杨和草本NPP年内变化特征相似：4—10月为增长期，其中4—7月增加

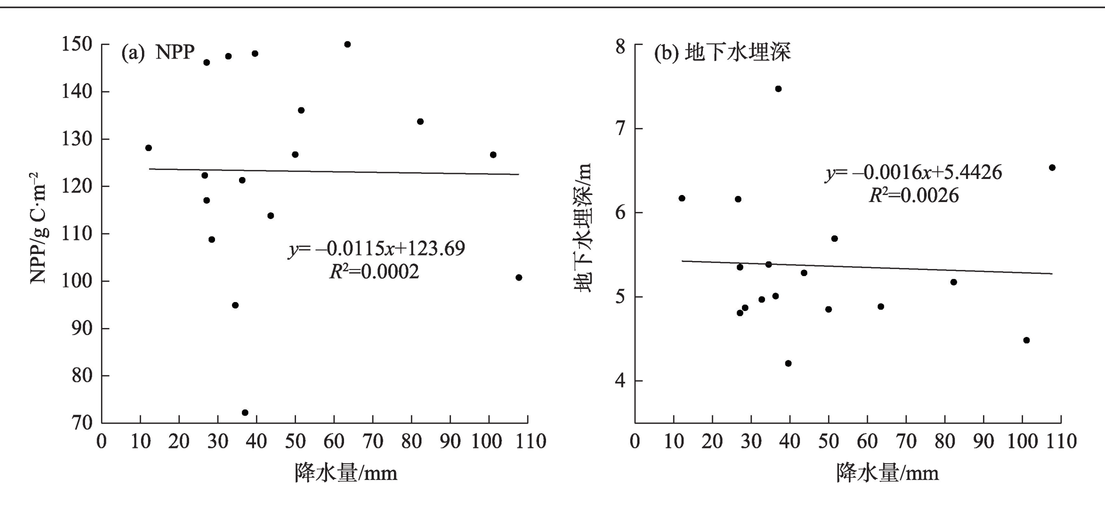


图7　降水量与NPP、地下水埋深相关性分析

Fig. 7　Correlation analysis of precipitation, NPP and groundwater depth

缓慢，7—9月快速增加。

（3）地下水埋深和天然植被NPP均与累积3 a的生态输水量相关性显著，相关系数分别为：-0.70（P<0.01）、0.62（P<0.01）；年内总输水量与下一年地下水埋深相关性明显高于与当年地下水埋深相关性，即地下水埋深对输水表现出滞后性；此外，由于2010年以来持续输水，随地下水埋深稳定回升，2010—2019年间天然植被NPP与地下水埋深显著性也明显增强。

（4）尽管生态输水改善了NDVI，但研究区仍然植被稀疏。有研究表明植被对输水的响应仅1 a，新生胡杨如果经历枯水年或断流，可能会回到恢复之前的状态甚至更差[19,24]；因此在年际尺度上应该进行持续输水，且保证输水量稳定；在年内尺度上最佳输水时间建议提前至4—5月；输水方式上单一线性输水应转变为多条河道输送[30]。

参考文献（References）

[1] Field C B, Behrenfeld M J, Randerson J T, et al. Primary production of the biosphere: Integrating terrestrial and oceanic components[J]. Science, 1998, 281(5374): 237–240.

[2] Valerie M D, Zhai P, Pörtner H O, et al. An IPCC special report on the impacts of global warming of 1.5 ℃ above pre-industrial levels and related global greenhouse gas emission pathways, in the context of strengthening the global response to the threat of climate change, sustainable development, and efforts to eradicate poverty[R]. World Meteorological Organization, Geneva, Switzerland, 2018.

[3] Zhao M S, Running S W. Drought-induced reduction in global terrestrial net primary production from 2000 through 2009[J]. Science, 2010, 329(5994): 940–943.

[4] 程春晓, 徐宗学, 张淑荣, 等. 黑河流域NPP对气候变化及人类活动的响应[J]. 北京师范大学学报(自然科学版), 2016, 52(5): 571–579. [Cheng Chunxiao, Xu Zongxue, Zhang Shurong, et al. Response of NPP to climate change and human activities in the Heihe River Basin[J]. Journal of Beijing Normal University (Natural Science), 2016, 52(5): 571–579.]

[5] Li J, Wang Z L, Lai C G, et al. Response of net primary production to land use and land cover change in mainland China since the late 1980s[J]. Science of the Total Environment, 2018, 639: 237–247.

[6] 刘洋洋, 王倩, 杨悦, 等. 黄土高原草地净初级生产力时空动态及其影响因素[J]. 应用生态学报, 2019, 30(7): 2309–2319. [Liu Yangyang, Wang Qian, Yang Yue, et al. Spatial-temporal dynamics of grassland NPP and its driving factors in the Loess Plateau, China[J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2019, 30(7): 2309–2319.]

[7] 秦景秀, 郝兴明, 张颖, 等. 气候变化和人类活动对干旱区植被生产力的影响[J]. 干旱区地理, 2020, 43(1): 117–125. [Qin Jingxiu, Hao Xingming, Zhang Ying, et al. Effects of climate change and human activities on vegetation productivity in arid areas[J]. Arid Land Geography, 2020, 43(1): 117–125.]

[8] 赵鹏, 陈桃, 王茜, 等. 气候变化和人类活动对新疆草地生态系统NPP影响的定量分析[J]. 中国科学院大学学报, 2020, 37(1): 51–62. [Zhao Peng, Chen Tao, Wang Qian, et al. Quantitative analysis of the impact of climate change and human activities on grassland ecosystem ecosystem NPP in Xinjiang[J]. Journal of University of Chinese Academy of Sciences, 2020, 37(1): 51–62.]

[9] 欧阳玲, 马会瑶, 王宗明, 等. 气候变化与人类活动对内蒙古东部草地净初级生产力的影响[J]. 生态学报, 2020, 40(19): 6912–6924. [Ouyang Ling, Ma Huiyao, Wang Zongming, et al. Impacts of climate change and human activities on net primary productivity of grassland in the eastern Inner Mongolia[J]. Acta Ecologica Sinica, 2020, 40(19): 6912–6924.]

[10] 周妍妍, 朱敏翔, 郭晓娟, 等. 疏勒河流域气候变化和人类活动对植被NPP的相对影响评价[J]. 生态学报, 2019, 39(14): 5127–5137. [Zhou Yanyan, Zhu Minxiang, Guo Xiaojuan, et al. Relative effects of climate change and human activities on net primary productivity in Shule River Basin[J]. Acta Ecologica Sinica, 2019, 39(14): 5127–5137.]

[11] 李传华, 曹红娟, 范也平, 等. 基于校正的CASA模型NPP遥感估算及分析——以河西走廊为例[J]. 生态学报, 2019, 39(5): 1617–1625. [Li Chuanhua, Cao Hongjuan, Fan Yeping, et al. Remote sensing estimation and analysis of net primary productivity (NPP) based on corrected CASA model: A case study of Hexi Corridor[J]. Acta Ecologica Sinica, 2019, 39(5): 1617–1625.]
[12] 杨会巾, 李小玉, 刘丽娟, 等. 基于耦合模型的干旱区植被净初级生产力估算[J]. 应用生态学报, 2016, 27(6): 1750–1758. [Yang Huijin, Li Xiaoyu, Liu Lijuan, et al. Estimation of net primary productivity in arid region based on coupling model[J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2016, 27(6): 1750–1758.]
[13] Nayak R K, Patel N R, Dadhwal V K. Estimation and analysis of terrestrial net primary productivity over India by remote-sensing-driven terrestrial biosphere model[J]. Environmental Monitoring and Assessment, 2009, 170(1–4): 195–213.
[14] Potter C S, Randerson J T, Field C B, et al. Terrestrial ecosystem production: A process model based on global satellite and surface data[J]. Global Biogeochemical Cycles, 1993, 7(4): 205–210.
[15] 王九中, 邬明权. 北京市门头沟区2003—2014年植被初级生产力时空变化[J]. 华东师范大学学报(自然科学版), 2018(1): 163–170. [Wang Jiuzhong, Wu Mingquan. Spatio-temporal analysis about the primary productivity of Mentougou District in Beijing from 2003 to 2014[J]. Journal of East China Normal University (Natural Science), 2018(1): 163–170.]
[16] 张猛, 曾永年. 融合高时空分辨率数据估算植被净初级生产力[J]. 遥感学报, 2018, 22(1): 143–152. [Zhang Meng, Zeng Yongnian. Net primary production estimation by using fusion remote sensing data with high spatial and temporal resolution[J]. Journal of Remote Sensing, 2018, 22(1): 143–152.]
[17] 朱文泉, 潘耀忠, 何浩, 等. 中国典型植被最大光利用率模拟[J]. 科学通报, 2006, 51(6): 700–706. [Zhu Wenquan, Pan Yaozhong, He Hao, et al. Simulation of maximum light utilization of typical vegetation in China[J]. Chinese Science Bulletin, 2006, 51(6): 700–706.]
[18] 管小彬, 沈焕锋, 甘文霞, 等. 基于Landsat TM/ETM+影像的武汉市冬季NPP估算及其时空变化分析[J]. 遥感技术与应用, 2015, 30(5): 884–890. [Guan Xiaobin, Shen Huanfeng, Gan Wenxia, et al. Estimation and spatiotemporal analysis of winter NPP in Wuhan based on Landsat TM/ETM + Images[J]. Remote Sensing Technology and Application, 2015, 30(5): 884–890.]
[19] 白元, 徐海量, 张青青, 等. 基于地下水恢复的塔里木河下游生态需水量估算[J]. 生态学报, 2015, 35(3): 630–640. [Bai Yuan, Xu Hailiang, Zhang Qingqing, et al. Evaluation on ecological water requirement in the lower reaches of Tarim River based on groundwater restoration[J]. Acta Ecologica Sinica, 2015, 35(3): 630–640.]
[20] 朱长明, 李均力, 沈占锋, 等. 基于modis密集时间序列数据的塔里木河下游植被活动过程监测[J]. 资源科学, 2019, 41(3): 591–600. [Zhu Changming, Li Junli, Shen Zhanfeng, et al. Spatio-temporal dynamics of vegetation activities in the lower reach of the Tarim River based on MODIS intensive time series data[J]. Resources Science, 2019, 41(3): 591–600.]
[21] 王珊珊, 王金林, 周可法, 等. 塔里木河下游土地利用/覆被变化对生态输水的响应[J]. 水资源保护, 2021, 37(2): 69–74, 80. [Wang Shanshan, Wang Jinlin, Zhou Kefa, et al. Response of land use/land cover change to ecological water transmission in the lower reach of Tarim River[J]. Water Resources Protection, 2021, 37(2): 69–74, 80.]
[22] 崔永想, 刘海隆, 汪传建. 基于支持向量机和遥感的塔里木河流域下游沙质荒漠变化的分析——以大西海子库区为例[J]. 石河子大学学报(自然科学版), 2021, 39(1): 46–53. [Cui Yongxiang, Liu Hailong, Wang Chuanjian. Analysis of sand desertification change in the lower reach of Tarim River Basin during 2000—2018 based on support vector machine and remote sensing: Taking the area of Daxihaizi Reservori as an example[J]. Journal of Shihezi University (Natural Science Edition), 2021, 39(1): 46–53.]
[23] 陈亚宁, 李卫红, 陈亚鹏, 等. 塔里木河下游断流河道输水的生态响应与生态修复[J]. 干旱区研究, 2006, 23(4): 521–531. [Chen Yaning, Li Weihong, Chen Yapeng, et al. Ecological response and ecological regeneration of transfusing stream water along the dried-up watercourse in the lower reaches of the Tarim River, Xinjiang[J]. Arid Zone Research, 2006, 23(4): 521–531.]
[24] 赵俊红, 周华荣, 卢雅焱, 等. 2000—2015年塔里木胡杨林国家级自然保护区NPP时空动态特征及其影响因素[J]. 干旱区地理, 2020, 43(1): 190–200. [Zhao Junhong, Zhou Huarong, Lu Yayan, et al. Temporal-spatial characteristics and influencing factors of the vegetation net primary production in Tarim from 2000 to 2015[J]. Arid Zone Research, 2020, 43(1): 190–200.]
[25] 孙天瑶, 李雪梅, 许民, 等. 2000—2018年塔里木河流域植被覆盖时空格局[J]. 干旱区地理, 2020, 43(2): 415–424. [Sun Tianyao, Li Xuemei, Xu Min, et al. Spatial-temporal variations of vegetation coverage in the Tarim River Basin from 2000 to 2018[J]. Arid Land Geography, 2020, 43(2): 415–424.]
[26] 邓铭江, 杨鹏年, 周海鹰, 等. 塔里木河下游水量转化特征及其生态输水策略[J]. 干旱区研究, 2017, 34(4): 717–726. [Deng Mingjiang, Yang Pengnian, Zhou Haiying, et al. Water conversion and strategy of ecological water conveyance in the lower reaches of the Tarim River[J]. Arid Zone Research, 2017, 34(4): 717–726.]
[27] 盛昊, 李均力, 杨辽, 等. MODIS-NDVI时序数据分析方法研究——以塔里木河下游第七次秋季输水为例[J]. 干旱区地理, 2007, 30(2): 251–256. [Sheng Hao, Li Junli, Yang Liao, et al. MODIS-NDVI time series method: A case study on the 7th autumn ecologic water conveyance in the lower reaches of Tarim River[J]. Arid Land Geography, 2007, 30(2): 251–256.]
[28] 廖淑敏, 薛联青, 陈佳澄, 等. 塔里木河生态输水的累积生态响应[J]. 水资源保护, 2019, 35(5): 120–127. [Liao Shumin, Xue Lianqing, Chen Jiacheng, et al. Cumulative ecological response of ecological water transmission in Tarim River[J]. Water Resources Protection, 2019, 35(5): 120–127.]
[29] 吐尔逊·哈斯木, 曼尼萨汗·吐尔隼, 韩桂红, 等. 近50a以来塔里木河下游土地沙漠化影响因子分析[J]. 中国沙漠, 2009, 29(6): 1029–1034. [Tursun Kasim, Manisahan Tursun, Han Guihong, et al. Analysis on impact factors of land desertification in lower reaches of Tarim River in past 50 years[J]. Journal of Desert Research, 2009, 29(6): 1029–1034.]
[30] 黄粤, 包安明, 王士飞, 等. 间歇性输水影响下的2001—2011年塔里木河下游生态环境变化[J]. 地理学报, 2013, 68(9): 1252–1262. [Huang Yue, Bao Anming, Wang Shifei, et al. Eco-environmental change in the lower Tarim River under the influence of intermittent water transport[J]. Acta Geographica Sinica, 2013, 68(9): 1252–1262.]

Effects of ecological water conveyance on NPP of natural vegetation in the lower reaches of Tarim River

ZHANG Jingjing[1,2,3], HAO Haichao[1,2,3], HAO Xingming[1,2], FAN Xue[1,2,4], LI Yuanhang[1,2,4]

(1. State Key Laboratory of Desert and Oasis Ecology, Xinjiang Institute of Ecology and Geography, Chinese Academy of Sciences, Urumqi 830011, Xinjiang, China; 2. National Field Scientific Observation and Research Station of Akesu Oasis Farmland Ecosystem, Aksu 843017, Xinjiang, China; 3. University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China; 4. College of Life Sciences, Xinjiang Normal University, Urumqi 830054, Xinjiang, China)

Abstract: Vegetation net primary production (NPP) is a key parameter of the carbon cycle and energy flow in terrestrial ecosystems that characterizes the quality the latter. This article estimated the spatiotemporal of the NPP natural vegetation over the last 20 years under the condition of ecological water conveyance in the lower reaches of Tarim River, Xinjiang, China based on the CASA model. Meanwhile, the impact of ecological water conveyance projects on the growth of natural vegetation in the lower reaches of Tarim River was analyzed from the perspectives of spatiotemporal distribution, vegetation type, and cumulative water transfer through slope trend and Pearson correlation analyses. Several interesting results were obtained. (1) The NPP of natural vegetation in the lower reaches of Tarim River showed an overall upward trend, with an average growth rate of 0.40 g C·m^{-2}·a^{-1}. Extremely significant increases, significant increases, and insignificant changes in the areas accounting for 31.93% (P<0.01), 11.49% (P<0.05), and 52.03%, respectively. (2) Horizontally, the NPP of natural vegetation in the lower reaches of Tarim River decreased as the distance from the river channel increased in the following order: 0−1000 m>1000−2000 m>2000−10000 m. From top to bottom along the river channel, the NPP of natural vegetation decreased in the following order: upper section (28.21 g C·m^{-2}) > middle section (18.70 g C·m^{-2})>lower section (13.55 g C·m^{-2}), with the largest increase of 61.39% in the middle segment. (3) In terms of vegetation type, the NPP of natural vegetation decreased in the following order: *Tamarix* community (57.37 g C·m^{-2})>*Populus euphratica* community (29.29 g C·m^{-2})>herbal community (23.23 g C·m^{-2}). Among the vegetation types studied, the *Tamarix* community showed the greatest increase in NPP (350.20%) during ecological water conveyance. However, the characteristics of NPP changes in the *Tamarix*, *P. euphratica*, and herbal communities, the growth period of which is April-October, during the year were similar: NPP increased slowly from April to July but rose quickly from July to September. (4) Groundwater depth and the NPP of natural vegetation were significantly correlated with the accumulated ecological water volume over 3 years, with correlation coefficients of −0.70 (P<0.01) and 0.62 (P<0.01), respectively. The correlation between annual ecological water and groundwater depth in the next year was significantly higher than that in the current year. In addition, as the groundwater depth steadily increased, the correlation between the NPP of natural vegetation and groundwater depth increased significantly from 2010 to 2019 (R^2=0.62). This paper systematically analyzed variations in the NPP of natural vegetation in the lower reaches of Tarim River since the implementation of ecological water conveyance and provides a scientific reference for further water conveyance and ecological restoration plans in the river.

Key words: inland river basins; groundwater depth; CASA model; desert riparian forest